



Instituut voor
Natuur- en Bosonderzoek

Evaluatie van de methodologie voor de berekening van het ontsnappingspercentage zilverpaling ten behoeve van de rapportage voor de Palingverordening

Maarten Stevens, Toon Van Daele, Claude Belpaire, Ans Mouton, Caroline Geeraerts, Luc De Bruyn, Dirk Bauwens, Johan Coeck, Marc Pollet

Auteurs:

Maarten Stevens, Toon Van Daele, Claude Belpaire, Ans Mouton, Caroline Geeraerts, Luc De Bruyn, Dirk Bauwens, Johan Coeck, Marc Pollet
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:

INBO Brussel
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

Maarten.Stevens@inbo.be

Wijze van citeren:

Stevens M, Van Daele T, Belpaire C, Mouton A, Geeraerts C, De Bruyn L, Bauwens D, Coeck J, Pollet M (2013). Evaluatie van de methodologie voor de berekening van het ontsnappingspercentage zilverpaling ten behoeve van de rapportage voor de Palingverordening. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (32). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2013/3241/205

INBO.R.2013.32

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Gestrande glasaal

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

Agentschap voor Natuur en Bos (ANB)



Agentschap voor
Natuur en Bos

Evaluatie van de methodologie voor de berekening van het ontsnappingspercentage zilverpaling ten behoeve van de rapportage voor de Palingverordening

**Maarten Stevens, Toon Van Daele, Claude Belpaire, Ans
Mouton, Caroline Geeraerts, Luc De Bruyn, Dirk Bauwens,
Johan Coeck, Marc Pollet**

Samenvatting

- In opvolging van de EU Palingverordening (EG/1100/2007) moet elke lidstaat om de drie jaar bij de commissie verslag uitbrengen over de vorderingen van de uitvoering van de palingbeheerplannen. Eén van de zaken die gerapporteerd dienen te worden is de effectieve ontsnapping van zilverpaling naar zee. Voor de opmaak van het palingbeheerplan en voor de eerste tussentijdse rapportage zijn de gegevens van het INBO Meetnet Zoetwatervis gebruikt. Het huidige Meetnet Zoetwatervis wordt in 2013 geheroriënteerd naar een nieuw meetnet ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water (Geeraerts & Quataert, 2012).
- Het voorliggende rapport bespreekt de methode voor de berekening van het ontsnappingspercentage van zilverpaling in Vlaanderen. Hierbij wordt de geschiktheid van het nieuwe Meetnet Zoetwatervis besproken i.f.v. de Europese verplichtingen van de Palingverordening en worden aanbevelingen gedaan om de methodologie te verbeteren en de resultaten te valideren.
- Het Meetnet Zoetwatervis dat gereviseerd werd i.h.k.v. de afstemming van meetnetten bestrijkt in voldoende mate de waterlopen van het palingbeheerplan en is geschikt voor rapportering over de verspreiding van paling in Vlaanderen. Het aantal meetpunten in het nieuwe meetnet is echter sterk gereduceerd. Hierdoor zullen de schatters voor de berekening van de densiteit van gele paling op slechts een beperkt aantal meetpunten gebaseerd zijn, waardoor de betrouwbaarheid van deze schatters lager is. Het nieuwe meetnet kan gebruikt worden om schatters per bekken en per stratum te berekenen (i.p.v. per bekken en typologie in de huidige methode). Dit beperkt het aantal combinaties en vermijdt de dubbele ruimtelijke component voor de kleine beken in de ecologische typologie. Mogelijk kunnen een aantal combinaties gegroepeerd worden om het aantal meetpunten per schatter te verhogen. Op basis van een analyse van de gegevens uit het Meetnet Zoetwatervis moet onderzocht worden welke indeling het meest geschikt is om de schatters te bepalen.
- De grote rivieren, kanalen en estuaria vertegenwoordigen een belangrijk deel van de oppervlakte van waterlopen in het palingbeheerplan. Elektrische bevissingen zijn in deze waterlopen echter minder efficiënt of onmogelijk (brakke wateren), waardoor de schatters voor de densiteit minder betrouwbaar zijn. Er moet dan ook gezocht worden naar een methode om de schatters voor de densiteit, zéker in het Schelde-estuarium, te verbeteren.
- De methodologie voor de berekening van het ontsnappingspercentage van zilverpaling (zie Stevens *et al.*, 2009) is voldoende geschikt voor de rapportering aan Europa. De methode en modelparameters moeten echter verfijnd worden om de onzekerheid in de modeluitkomst te verkleinen en de modelresultaten moeten gevalideerd worden met reële ontsnappingspercentages. We stellen hierbij twee sporen voor:
 - Enerzijds kan via deskstudies de berekening van de mortaliteit verbeterd worden en kan via een analyse van de habitat- en visgegevens uit het Meetnet Zoetwatervis de indeling van het palinghabitat voor het gebruik van schatters in het model verfijnd worden. Daarnaast is de habitatanalyse ook belangrijk om de omrekening van CPUE naar densiteiten te onderbouwen.
 - Anderzijds zijn veldstudies noodzakelijk om de omrekening van CPUE naar densiteiten te ijken, de modelparameters te verbeteren en de modelresultaten te valideren.
- Ten slotte kan via ondersteunend onderzoek de effectiviteit van maatregelen uit het beheerplan geëvalueerd worden en kan het model verbeterd worden (o.a. onderzoek naar het effect van de kwaliteit van paling en de bijdrage van het Schelde-estuarium in de productie en uittrek van zilverpaling in Vlaanderen).

English abstract

- According to the EU Eel Regulation, each Member State has to report every three years on the progress of the implementation of the eel management plans. One of the things that need to be reported is the effective escapement of silver eels to sea. Both the calculations for the eel management plan and the first interim report are based on the data of the Flemish Monitoring Network Freshwater Fish. However, the current Monitoring Network Freshwater Fish was evaluated and merged into a new monitoring network for the Water Framework Directive.
- This report discusses the methodology for calculating the escapement of silver eel in Flanders. The suitability of the new Monitoring Network Freshwater Fish for the European Eel Regulation reporting is discussed and recommendations are made to improve the methodology and validate the model results.
- The new Monitoring Network Freshwater Fish covers satisfactorily the watercourses of the eel management plan and is suitable for reporting on the distribution of eel in Flanders. However, the number of sampling points in the new monitoring network is strongly reduced. As a result, the estimators for the calculation of the density of yellow eel will be based on a limited number of measurements, resulting in a lower reliability of these estimators. The new monitoring network can be used to calculate estimators per basin and per stratum (instead of current classification per basin and typology). This limits the number of combinations and avoids the double spatial component for the small streams in the ecological typology. Possibly a number of combinations can be grouped to increase the number of points per estimator. An analysis of the data from the Monitoring Network Freshwater Fish is necessary to determine which classification of watercourses is best suited to determine these estimators.
- Large rivers, canals and estuaries represent a significant portion of the surface area of watercourses in the eel management plan. However, electric fishing is less efficient or impossible (brackish waters) in these watercourses, as a result of which the density estimators are less reliable. Therefore a method should be developed to improve the density estimators for these watercourses and for the Scheldt estuary in particular.
- The methodology for calculating the escapement of silver eel is sufficiently suitable for reporting to Europe (see Stevens *et al.*, 2009). However, the method and model parameters need to be refined to reduce the uncertainty in the model output and the results of the model should be validated with real data on the escapement of silver eels. We therefore suggest two approaches:
 - First, desk studies can be used (1) to improve the calculations of eel mortality and (2) to refine the classification of the freshwater eel habitat (analysis of the habitat and fish data from the Monitoring Network Freshwater Fish). In addition, the habitat analysis is also important to underpin the conversion of eel CPUE to eel density.
 - On the other hand, field studies are necessary to calibrate the conversion of eel CPUE to eel density, to improve the model parameters and to validate the model results.
- Finally, supporting research can be used to evaluate the effectiveness of measures in the management plan and to improve the model (e.g. research on the impact of eel quality and on the contribution of the Scheldt estuary in the production and migration of silver eels in Flanders).

Inhoudstafel

Samenvatting.....	4
English abstract	5
1 Inleiding.....	7
2 Palingverordening	8
2.1 Noden voor palingmonitoring zoals aangegeven in de Palingverordening	9
2.2 Noden voor monitoring zoals aangegeven in andere documenten/richtlijnen/adviescommissies.	10
3 Huidige methode	12
3.1 Productie gele paling.....	15
3.1.1 Oppervlakte waterlopen	15
3.1.2 Densiteit gele paling	16
3.2 Productie zilverpaling	17
3.3 Mortaliteit.....	17
3.3.1 Pompgemalen & turbines.....	17
3.3.2 Aalscholvers	19
3.3.3 Sportvisserij	20
3.4 Natuurlijke productie	21
4 Bespreking methode.....	22
4.1 Geschiktheid Meetnet Zoetwatervis.....	22
4.2 Evaluatie berekeningsmethode.....	24
4.2.1 Berekening oppervlakte waterlopen	24
4.2.2 Berekening densiteit gele paling	24
4.2.3 Model zilverpaling.....	25
4.2.4 Berekeningen mortaliteit	26
4.2.4.1 Pompgemalen	26
4.2.4.2 Predatie door aalscholvers	26
4.2.4.3 Sportvisserij	27
4.2.5 Schatting natuurlijke productie.....	27
5 Aanbevelingen.....	28
Referenties	32
Bijlage 1: Berekening van de zilverpalingproductie	34

1 Inleiding

Om de dramatische achteruitgang van paling (*Anguilla anguilla*) te stoppen, heeft de Europese ministerraad in het najaar van 2007 de EU Palingverordening (EG/1100/2007) uitgevaardigd. Deze verordening verplicht alle lidstaten om tegen eind 2008 voor elk stroomgebied een beheerplan op te maken voor de bescherming en het herstel van de palingbestanden. Hiervoor moeten de lidstaten de nodige maatregelen treffen zodat op termijn minstens 40% van de biomassa aan volwassen zilverpalings (ten opzichte van een referentiesituatie zonder menselijke invloed) de open zee kan bereiken om zich voort te planten.

De beheerplannen voor de Vlaamse stroombekkens werden in 2008 opgemaakt door het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB), waarbij de wetenschappelijke onderbouwing werd aangeleverd door het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) (Stevens *et al.*, 2009, Vlietinck *et al.*, 2010). Het beheerplan geeft een overzicht van de toestand van paling in Vlaanderen en geeft een schatting van de productie en ontsnapping van zilverpaling uit onze stroombekkens. Dit plan werd door Europa goedgekeurd op 5 januari 2010.

In opvolging van de Palingverordening (EG/1100/2007) moet elke lidstaat om de drie jaar bij de Europese commissie verslag uitbrengen over de vorderingen van de uitvoering van de palingbeheerplannen. Een eerste rapportage is inmiddels ingediend bij Europa (Vlietinck *et al.*, 2012). De volgende rapportages dienen te gebeuren tegen 30 juni 2015 en 30 juni 2018. Nadien volgen zesjaarlijkse rapportages. Eén van de zaken die gerapporteerd dienen te worden per lidstaat is de effectieve ontsnapping van zilverpaling vanuit het grondgebied naar zee. Voor de opmaak van het palingbeheerplan en voor de eerste tussentijdse rapportage zijn de gegevens van het INBO Meetnet Zoetwatervis gebruikt om de effectieve ontsnapping van zilverpaling te kunnen berekenen.

Het huidige Meetnet Zoetwatervis wordt in 2013 geheroriënteerd naar een nieuw meetnet ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water en de Habitatrichtlijn. Het voorliggende rapport bespreekt de methode voor de berekening van het ontsnappingspercentage van zilverpaling in Vlaanderen. Hierbij wordt ook de geschiktheid van het nieuwe Meetnet Zoetwatervis besproken i.f.v. de Europese verplichtingen van de Palingverordening. Ten slotte worden aanbevelingen gedaan om de methodologie te verbeteren en de resultaten te valideren.

2 Palingverordening

De populaties van beide Atlantische palingsoorten staan zwaar onder druk. Sinds de jaren 1980 nemen de densiteiten aan Europese paling *Anguilla anguilla* (L.) af over vrijwel het gehele leefgebied. De stock bevindt zich buiten biologisch veiligheidsgrenzen en de huidige visserij wordt beschouwd als niet duurzaam (ICES 2001, 2007).

Vanuit het paaigebied in de Sargassozee, bereiken de palinglarven continentale wateren waar ze opgroeien in zoet water en in kusthabitats tijdens hun sedentaire gele paling fase. Na deze groeiperiode trekt de volwassen zilverpaling vanuit onze rivieren naar de paaigronden in de Sargassozee. Sinds de vroege jaren 1980 is de glasaal rekrutering over het hele verspreidingsgebied gedaald tot ongeveer 1% van de niveaus aangetroffen in de jaren 1970 (Dekker 2003a). Ook de visserij opbrengsten zijn gedaald in de meeste Europese landen (Dekker 2003b).

In juni 2007 werd de Europese paling opgenomen op de Bijlage II van de CITES lijst. Een aantal landen (bv. Duitsland, Zweden en Noorwegen) hebben de soort op hun nationale Rode Lijst geplaatst als ernstig bedreigd. Ook in Vlaanderen wordt de soort binnenkort als ernstig bedreigd op de Rode Lijst opgenomen (Verreycken *et al.*, submitted).

In september 2007 heeft de Raad van de Europese Unie een kader en maatregelen voorgesteld voor het herstel en het duurzaam gebruik van het palingbestand waarbij de lidstaten nationale palingbeheersplannen dienen op te stellen. Deze verordening van de Raad staat bekend als de "Palingverordening" (verder afgekort PV, de Verordening (EG) nr. 1100/2007 van 18 september 2007 tot vaststelling van maatregelen voor het herstel van het bestand van Europese paling).

Deze verordening stelt op advies van de wetenschappelijke gemeenschap, dat voor alle lidstaten een minimum van 40% zeewaartse uittrek van de biomassa van zilverpaling dient gegarandeerd te worden, om de potentiële paaidieren toe te laten hun paaigronden te bereiken (de Sargassozee Zee, 6000 km uit de Europese kusten). Dit percentage is ten opzichte van de beste schatting van de uittrek die zou hebben bestaan, indien de mens geen invloed had uitgeoefend op het bestand. Alle lidstaten werden verzocht een nationaal palingbeheersplan (Eel Management Plan - EMP) op te stellen tegen het einde van 2008. EMPs omvatten de beschrijving van de toestand van de stocks per palingbeheerseenheid (Eel Management Unit – EMU), een overzicht van de bedreigingen op alle levensstadia, en een plan met voorgestelde maatregelen om de doelstelling te bereiken.

De Palingverordening bepaalt dat indien een EMU zich uitstrekt over het grondgebied van meer dan een lidstaat, de betrokken lidstaten gezamenlijk het beheersplan opmaken. Indien deze gecoördineerde acties dreigen te leiden tot een zodanige vertraging dat het onmogelijk is om het EMP op tijd in te dienen zal worden, kunnen de lidstaten EMPs indienen voor hun nationale deel van het stroomgebied. Het Belgisch EMP volgde de tweede optie en werd opgesteld in 2008, om uiteindelijk te worden goedgekeurd door de Commissie op 5 januari 2010.

Het Belgische EMP beschouwt twee EMU's, de Schelde en de Maas EMU. Beheersmaatregelen, monitoring en rapportage van de status van de paling moeten worden uitgevoerd op beide stroombekkens.

De Palingverordening beschrijft ook de monitoringacties die nodig zijn om de doelstellingen te verwezenlijken. Hieronder wordt een overzicht gegeven van de monitoring vereisten in het kader van de verordening en de internationale beoordeling van de stock.

2.1 Noden voor palingmonitoring zoals aangegeven in de Palingverordening

De Palingverordening stelt dat elke lidstaat verslag uitbrengt bij de Europese Commissie, aanvankelijk om de drie jaar en voor het eerst uiterlijk op 30 juni 2012. De frequentie van de verslagen wordt teruggebracht tot één verslag om de zes jaar nadat de eerste drie driejaarlijkse verslagen zijn ingediend. In de verslagen worden de monitoring, de doeltreffendheid en het resultaat uiteengezet en worden in het bijzonder de beste beschikbare ramingen verstrekt met betrekking tot:

- a) voor elke lidstaat, de proportie van de biomassa aan zilverpaling die ontsnapt naar zee om te paaïen, of de proportie van de biomassa aan zilverpaling die het grondgebied van de betrokken lidstaat verlaat als onderdeel van een zeewaartse migratie om te paaïen, gerelateerd aan het in artikel 2, lid 4, vastgestelde streefpercentage inzake ontsnapping;
(Art. 2.4 Doel van de beheersplannen voor aal is het verminderen van de antropogene sterfte, zodat er een grote kans bestaat dat ten minste 40% van de biomassa van schieraal kan ontsnappen naar zee, gerelateerd aan de beste raming betreffende de ontsnapping die plaats zou hebben gevonden indien de mens geen invloed had uitgeoefend op het bestand. De beheersplannen voor aal worden opgesteld met het oog op het bereiken van die doelstelling op lange termijn.)
- b) het niveau van de visserij-inspanning waarbij aal wordt gevangen per jaar, en de vermindering die overeenkomstig artikel 4, lid 2, en artikel 5, lid 4, is bereikt;
De lidstaten maken regelmatig ramingen van het aantal sportvisseren en hun vangsten van aal.
- c) het niveau van de sterftefactoren buiten de visserij, en de vermindering die overeenkomstig artikel 2, lid 10, is bereikt;
(art. 2.10 10. De lidstaten passen in de beheersplannen voor aal zo spoedig mogelijk passende maatregelen toe ter vermindering van de aalsterfte als gevolg van andere dan met de visserij verband houdende factoren, onder meer hydro-elektrische turbines, pompen of predatoren, tenzij dit niet nodig is voor het bereiken van de doelstelling van de plannen.)
- d) de hoeveelheid gevangen aal van minder dan 12 cm lengte en de proporties van de verschillende benuttingen daarvan.

Het streefpercentage inzake ontsnapping wordt, rekening houdend met de gegevens die voor elk stroomgebied voor aal beschikbaar zijn, bepaald op een of meer van de drie hierna beschreven wijzen:

- a) aan de hand van gegevens die in de meest geschikte periode voor 1980 verzameld zijn, mits voldoende kwalitatief toereikende gegevens beschikbaar zijn;
- b) op grond van een op de habitat gebaseerde schatting van de potentiële aalproductie, zonder antropogene sterfte; of
- c) door zich te baseren op de ecologie en hydrografie van soortgelijke riviersystemen.

Naast de officiële tekst van de PV heeft de EC ook richtlijnen uitgebracht (Brief van de EC aan de lidstaten van 28/03/2008, "**Guidance document for the preparation of Eel Management Plans, in accordance with Regulation (EC) 1100/2007**"). Deze richtlijnen omvatten met betrekking tot de monitoring, volgende aspecten (artikels 2.4 en 2.5):

2.4. Een raming van de potentiële zeewaartse uittrek van schieraal in de afwezigheid van antropogene sterfte, en relateren aan het huidige niveau van zeewaartse uittrek.

Geef aan welke van de drie methoden voor het bepalen van zeewaartse uittrek van schieraal, of welke combinatie daarvan, zullen worden ingezet. Geef een volledige beschrijving van elke andere methode (s) gebruikt.

Geef een beschrijving van elk model gebruikt om de zeewaartse uittrek en een evaluatie van het model of de modellen. Beschrijf de verwachte precisie en nauwkeurigheid van het model of de modellen.

2.5. Beschrijf in detail de toestand van het habitat, een opsomming van oorzaken van mortaliteit andere dan de visserij, alsmede migratie obstakels en bronnen van vervuiling die de aal kunnen beïnvloeden.

Geef voor elk van de oorzaken van sterfte, indien beschikbaar, een kwantitatieve raming van de resulterende sterfte.

Vermeld welk deel van de paling van elke levensfase beïnvloed wordt door verontreinigingen, ziekteverwekkers en parasieten. Geef de mate van verontreiniging, besmetting en/of parasitaire besmetting in elke EMU.

Merk op dat er in deze richtlijn zaken vermeld staan die niet als zodanig in de PV zijn opgenomen.

In een ander document (**Annex 1 van "Guidance for reporting progress with Eel Management Plans"**) geeft de EC een lijst van stock indicatoren waarvoor moet gerapporteerd worden.

B_0	Pristine Biomassa (B_0) De geschatte biomassa uittrekkende schieraal onder 'pristine' condities (B_0).
$B_{current}$	Actuele biomassa. De geschatte biomassa schieraal die momenteel uittrekt.
B_{best}	Best mogelijke Biomassa (B_{best}) De geschatte biomassa uittrekkende schieraal onder 'current best' (B_{best}) condities. Een schatting van B_{best} wordt gemaakt door alle antropogene sterfte op nul te zetten bij het huidige recruitment niveau.
ΣF	De visserijsterfte (uitgedrukt als ratio), als som over de leeftijdsgroepen over de stock, en de effectieve reductie.
ΣH	De antropogene sterfte (uitgedrukt als ratio) buiten de visserij, als som over de leeftijdsgroepen over de stock, en de effectieve reductie.
R	De hoeveelheden glasaal gebruikt voor uitzetting
ΣA	De som van de antropogene sterftes $\Sigma A = \Sigma F + \Sigma H$.

2.2 Noden voor monitoring zoals aangegeven in andere documenten/richtlijnen/adviescommissies.

De Europese paling is een panmictische soort bestaande uit één populatie met haar verspreidingsareaal voor het voornaamste deel verspreid over de Atlantische oceaan en over de verschillende lidstaten van de EU. Hierdoor is het beheer vooral internationaal gecoördineerd, en worden de evoluties qua bescherming/herstel/effectiviteit van beheersmaatregelen/exploitatie nauwlettend door diverse internationale bestuurs- en adviesorganen in het oog gehouden. Verschillende organen hebben dan ook adviezen of richtlijnen gepubliceerd met gewenste rapportage van monitoringsacties (CITES, OSPAR, ICES, ...).

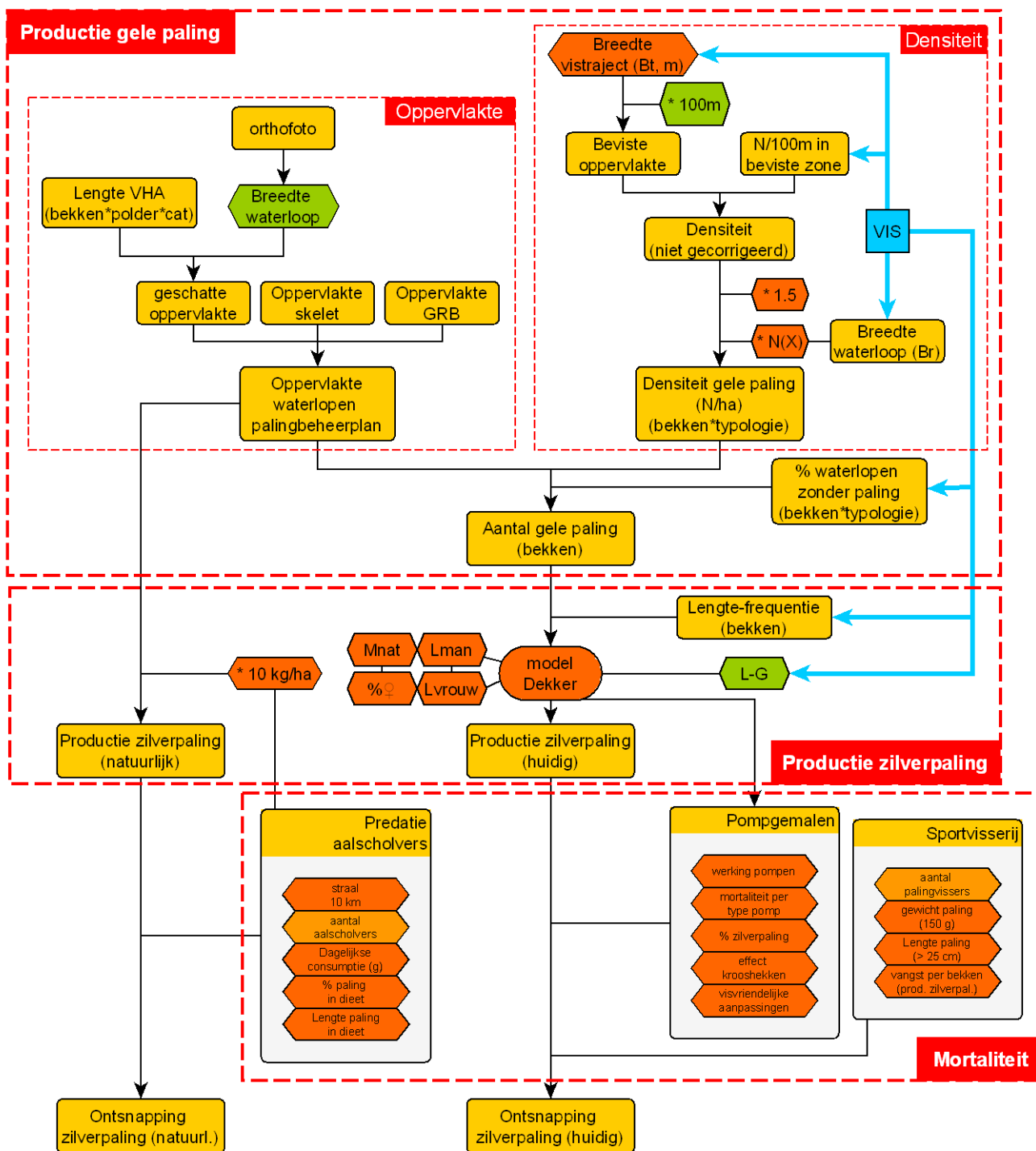
Het belangrijkste adviesorgaan is ICES (International Commission for the Exploration of the Sea - www.ices.dk), waarbij de ICES/FAO Working Group on Eels instaat voor een continue opvolging van de toestand van de stocks en jaarlijks hierover advies uitbrengt aan de internationale overheden. In deze context werd door ICES een verzoek voor het aanleveren van data (de ICES DATA CALL van februari 2013) gestuurd naar de nationale afgevaardigden van de ICES-EU-landen en de ACOM (ICES Advisory Committee) vertegenwoordigers.

Ook heeft ICES in 2012 een Workshop georganiseerd waarbij voorstellen geformuleerd werden voor wijzigingen aan het EU Data Collection Framework (DCF). Dit DCF programma had in 2007 noden ingevoegd om data te rapporteren voor paling, maar deze specifieke data beantwoordden onvoldoende aan de datanoden voor de nationale en internationale analyses.

Het voorstel voor een nieuw EU Data Collection - Multi-Annual Programme (DC-MAP) in 2013 biedt de gelegenheid om de collectie van palingdata te coördineren en te verbeteren. Opname van deze datanoden in het DC-MAP programma biedt de mogelijkheid van Europese medefinanciering voor deze monitoringsacties.

3 Huidige methode

Het ontsnappingspercentage van zilverpaling kan bepaald worden via directe meting van het aantal wegtrekkende zilverpalings uit een stroomgebied of via modelberekeningen op basis van het aantal gele palings in de waterlopen van het stroomgebied. De monitoring van de uittrek van zilverpaling uit de verschillende stroomgebieden is technisch zeer complex en in Vlaanderen is hiervoor geen meetnet beschikbaar. Daarom werd gekozen om het ontsnappingspercentage te bepalen op basis van modelberekeningen (Figuur 1). Hierbij wordt het totale aantal gele palings berekend op basis van de geschatte densiteit van gele paling en de oppervlakte van waterlopen in het palingbeheerplan. De productie van zilverpaling (biomassa) wordt vervolgens berekend via een bestaand model op basis van de lengtefrequentieverdeling van gele paling (Dekker *et al.*, 2008). De schattingen voor het aantal gele palings en zilverpalings worden gecorrigeerd voor de verschillende factoren van natuurlijke en antropogene mortaliteit. Voor de schatting van de productie van zilverpaling in afwezigheid van antropogene invloeden (natuurlijke productie) wordt gebruik gemaakt van een arbitraire waarde uit de literatuur (10 kg zilverpaling per hectare). Het ontsnappingspercentage ten slotte, wordt berekend als de verhouding tussen de huidige en de natuurlijke biomassa van zilverpaling. Dit hoofdstuk beschrijft de gehanteerde methode voor de berekening van de huidige en natuurlijke productie van zilverpaling. In hoofdstuk 4 wordt deze methode geëvalueerd en het laatste hoofdstuk (5) formuleren we een aantal aanbevelingen om de methode te verfijnen en de resultaten te valideren.



Figuur 1. Schematisch overzicht van de methodologie voor de berekening van het ontsnappingspercentage van zilverpaling voor het palingbeheerplan.

- **Oppervlakte waterlopen** in het palingbeheerplan (A_{ppp} , ha):

$$A_{ppp} = A_{grb} + A_s + (L_{vha} \times B_r)$$

met

B_r = breedte (m) van de waterloop → schatters (bekken*polder*categorie)

L_{vha} = Lengte VHA segmenten → VHA ([Vlaams Hydrografische Atlas](#))

A_{grb} = oppervlakte grootschalig referentiebestand
→ GRB ([Grootschalig referentiebestand](#))

A_s = oppervlakte skeletbestand → Skeletbestand

- **Densiteit gele paling** (D_g , N/ha)

$$D_g = B_t \times 100 \times N_{cpue} \times c_d \times c_t$$

met

B_t = breedte bevissingstraject → VIS ([Vis Informatie Systeem](#))

N_{cpue} = aantal palingen per 100m → VIS

c_d = correctiefactor voor éénmalige bevissing (= 1.5)

c_t = correctiefactor voor bevissing oever

$$c_t = \Phi_{\mu, \sigma^2} X \quad \text{met } \mu \text{ en } \sigma^2 = \frac{B_r}{2} \text{ en } X = \frac{B_r}{2} - \frac{B_t}{2}$$

- **Productie gele paling** in waterlopen palingbeheerplan (N_g , N)

$$N_g = A_{ppp} \times D_g \times W_l$$

met

W_l = fractie waterlopen zonder paling (bekken*beektype)

- **Productie zilverpaling** in waterlopen van het palingbeheerplan (W_z , g)

$$N_{\text{totaal}} = N_z \text{vrouwtjes} = p_f \times N_g \times \frac{S_F}{M+S_F} \times (1 + \exp^{-M-S_F}) +$$

$$N_z \text{mannetjes} = (1 - p_f) \times N_g \times \frac{S_M}{M+S_M} \times (1 + \exp^{-M-S_M})$$

$$S_F = \frac{0.12}{1 + \exp^{-\frac{L-L_{schier}}{2.4}}} \text{ voor vrouwtjes en } S_M = \frac{1}{1 + \exp^{-\frac{L-L_{schier}}{2.8}}} \text{ voor mannetjes}$$

$$W_z = N_z(L) \times G(L) \text{ met } G(L) = 0.0014 \times L(\text{cm})^{3.06}$$

met

$S_{F/M}$ = fractie van palingen van lengte L die volwassen wordt

L = lengte van paling (cm) → VIS

G(L) = gewicht (g) van paling met lengte L

L_{schier} = gemiddelde lengte waarop een paling volwassen wordt (cm)

M = natuurlijke mortaliteit (zonder predatie door aalscholvers)

p_f = fractie vrouwtjes in de populatie

- **Ontsnappingspercentage zilverpaling** ($N_{z\%}$, %)

$$N_{z\%} = \frac{N_z - (M_p - M_v - M_a)}{N_{nat}}$$

met

M_p = sterfte door pompgemalen en turbines

M_v = sterfte door (sport)visserij

M_a = sterfte door aalscholverpredatie

N_{nat} = productie zilverpaling onder natuurlijke omstandigheden (10 kg/ha)

3.1 Productie gele paling

3.1.1 Oppervlakte waterlopen

Bij de opmaak van het palingbeheerplan werd de productie van paling in de bevaarbare waterlopen, de waterlopen van 1^{ste} categorie en de waterlopen van 2^{de} categorie in de polders in rekening gebracht. Op basis van later onderzoek bleek echter dat de onbevaarbare waterlopen van 3^{de} categorie in de polders ook een belangrijke oppervlakte vertegenwoordigen en belangrijk opgroeigebied zijn voor paling (Stevens *et al.*, 2011). De huidige berekening van de productie van zilverpaling houdt dan ook bijkomend rekening met de onbevaarbare waterlopen van derde categorie in de polders.

Bij de berekening van de oppervlakte van waterlopen in het beheerplan (wetted area) wordt in de eerste plaats gebruik gemaakt van het **Grootschalig Referentiebestand** (GRB - <http://www.agiv.be/gis/diensten/geo-vlaanderen/?catid=108>), waarbij een groot deel van de waterlopen in Vlaanderen als polygonen worden weergegeven. Het voordeel van werken met polygonen is dat de oppervlaktes direct kunnen afgeleid worden uit het kaartmateriaal.

Het GRB is echter nog in opmaak en niet elke waterloop is reeds als polygoon beschikbaar. Voor waterlopen waarvoor er nog geen GRB-polygoon beschikbaar is, wordt nog steeds gesteund op de minder nauwkeurige polygonen van het **skeletbestand**.

Op termijn worden de meeste waterlopen in het GRB opgenomen, maar de kleinste waterlopen zullen alleen als lijnsegment beschikbaar blijven. Voor de kleinste waterlopen wordt bij de berekening van de oppervlakte een beroep gedaan op **schatters voor de breedte**, die vermenigvuldigd worden met de lengte van het VHA-segment. De schatters voor de breedte worden berekend op basis van metingen op orthofoto's. Voor de onbevaarbare waterlopen van 2^{de} en 3^{de} categorie werd de breedte gemeten van 1450 random geselecteerde segmenten. Waterlopen in de polders (P) zijn systematisch breder dan waterlopen van dezelfde categorie buiten de polders (R). Waterlopen van derde categorie zijn meestal smaller dan die van tweede categorie. De breedtevariatie tussen de verschillende bekkens suggereert dat één schatter voor alle waterlopen van eenzelfde categorie niet bruikbaar is. Voor de breedte van niet-gemeten waterloopsegmenten worden dan ook de schatters voor de afzonderlijke bekkens gebruikt (Tabel 1). Ongemeten segmenten die dezelfde VHAG-code hebben als een of meerdere gemeten segmenten, krijgen als breedte het gemiddelde van de gemeten segmenten die dezelfde VHAG-code hebben.

Tabel 1. Schatters voor de breedte van waterloopsegmenten in de bemalingsgebieden. Alleen de schatters die van toepassing zijn in de bemalingsgebieden van de verschillende bekken werden bepaald.

Bekken	Polder	Categorie	Breedte (m)	Bekken	Polder	Categorie	Breedte (m)
IJzer	Polder	2	4.35	Dijle	Polder	2	/
		3	3			3	/
	Rest	2	3.3		Rest	2	2
		3	1.8			3	2.5
Brugse polders	Polder	2	4	Nete	Polder	2	3.1
		3	3			3	1
	Rest	2	2.85		Rest	2	1.5
		3	1.5			3	1.1
Gentse kanalen	Polder	2	3.5	Dender	Polder	2	4.25
		3	2.3			3	1.1
	Rest	2	/		Rest	2	3
		3	/			3	1.3
Beneden-Schelde	Polder	2	3.2	Demer	Polder	2	4
		3	2			3	3.05
	Rest	2	2.25		Rest	2	1.5
		3	1.4			3	/

De volgorde voor de keuze van de methode voor het bepalen van de oppervlakte van de waterlopen is dus:

1. Oppervlakte rechtstreeks via de polygonen van het GRB
2. Indien er geen GRB-gegevens voor een waterloop beschikbaar zijn
→ Oppervlakte rechtstreeks via de polygonen van het skeletbestand
3. Indien er geen GRB- of skeletgegevens voor een waterloop beschikbaar zijn
→ Oppervlakte via schatters voor de breedte van de waterloop (bekken x categorie)

Via deze methode wordt de oppervlakte van alle waterlopen in het studiegebied berekend. In deze berekening zitten ook reeds een aantal stilstaande wateren (Waastrandhaven, Haven Antwerpen RO, Achterhaven Zeebrugge, Schulensmeer en Hazewinkel). De oppervlakte van de overige stilstaande wateren werd berekend via het polygonenbestand van stilstaande wateren voor de Kaderrichtlijn Water (CIW - Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid).

3.1.2 Densiteit gele paling

Voor de berekening van de densiteit van gele paling worden de gegevens van **elektrische vangsten** uit de VIS-databank (<http://vis.milieuinfo.be/>) gebruikt voor de periode 2000-2010. De VIS-locaties worden gekoppeld aan de overeenkomstige VHAG-code en het beektype (Jochems *et al.*, 2002). De abundanties in de VIS-databank zijn gestandaardiseerd naar aantallen per 100 m. De VIS-databank vermeldt zowel de breedte van het beviste traject als de breedte van de waterloop t.h.v. het meetpunt. De gestandaardiseerde CPUE-gegevens worden omgerekend naar densiteiten door de breedte van het bevissingstraject in rekening te brengen.

Omdat elke locatie slechts één keer afgevist wordt tijdens een meting, wordt de eigenlijke densiteit waarschijnlijk onderschat. Hiervoor wordt gecorrigeerd door de berekende densiteit te vermenigvuldigen met een arbitraire **factor 1.5**. Bij de berekening gaan we er verder vanuit dat de palingdensiteit het hoogst is aan de oevers en lager in het midden van de waterloop. Bij de afvissingen wordt enkel aan de oevers gevist. Wanneer de berekende densiteit geïntegreerd wordt over de volledige breedte van de waterloop, dan overschatten we bijgevolg het totaal aantal palingen in brede waterlopen. Hiervoor wordt gecorrigeerd

door de densiteit te vermenigvuldigen met het resultaat van een **cumulatieve normaalverdeling** voor het verschil tussen de halve rivierbreedte (B_r) en de halve transectbreedte (B_t). Het gemiddelde en de standaarddeviatie van de normaalverdeling wordt gegeven door de halve rivierbreedte:

$$c_t = \Phi_{\mu, \sigma^2} X \text{ met } \mu \text{ en } \sigma^2 = \frac{B_r}{2} \text{ en } X = \frac{B_r}{2} - \frac{B_t}{2}$$

Per bekken en per beektype wordt ook het percentage berekend van de waterlopen waar geen paling gevangen wordt. Op basis van de gecorrigeerde densiteit (aantal per hectare), de oppervlakte van de waterlopen in het beheerplan en het percentage 'lege' waterlopen wordt zo de totale productie van paling in Vlaanderen berekend.

3.2 Productie zilverpaling

Voor de omrekening van de biomassa van ongedifferentieerde (gele) paling naar zilverpaling wordt gebruik gemaakt van het model van Dekker *et al.* (2008) zoals beschreven in de Bijlage.

Voor elk rivierbekken wordt op basis van de lengtegegevens uit VIS een aparte lengtefrequentieverdeling bepaald, die gebruikt wordt als input voor het model. De natuurlijke mortaliteit (M) zonder predatie wordt geschat op 5% per jaar. Er wordt verder een onderscheid gemaakt tussen mannelijke en vrouwelijke zilverpalingsen. Mannelijke zilverpalingsen zijn kleiner dan vrouwelijke en trekken sneller uit de bemalingsgebieden weg om te paaien. Hierdoor is het effect van de natuurlijke mortaliteit (% per jaar) op de mannelijke palingsen in het model kleiner dan bij de vrouwelijke palingsen. Een hoog percentage mannetjes in een waterloop betekent dan ook een hoger aantal zilverpalingsen die het gebied verlaten. De seksratio bij palingsen wordt grotendeels bepaald door omgevingsfactoren. Zo is het aandeel vrouwelijke palingsen hoger als de populatiedensiteit afneemt (Lambert & Rochard 2007). In het model wordt aangenomen dat 50% van de palingsen vrouwelijk zijn. Gezien de lage densiteiten in onze waterlopen is dit waarschijnlijk een onderschatting. Bij de berekeningen van de schade door pompgemalen (Stevens *et al.*, 2011) werd er van uit gegaan dat 90% van de palingsen in het bemalingsgebied vrouwelijk zijn.

Uit het aantal mannelijke en vrouwelijke zilverpalingsen wordt vervolgens de biomassa van zilverpalingsen berekend. De aantallen per rivierbekken worden via de lengtefrequentieverdeling per bekken en een lengte-gewichtregressie omgerekend naar biomassa (g). De lengte-gewichtregressie wordt bepaald op basis van lengte- en gewichtsmetingen van paling uit de VIS databank.

3.3 Mortaliteit

3.3.1 Pompgemalen & turbines

Voor zowel pompgemalen als turbines wordt de productie van zilverpaling in de waterlopen die stroomopwaarts liggen van de pompen/turbines berekend. De totale mortaliteit door een pompgemaal of turbine wordt berekend als het product van het aantal zilverpalingsen en het sterftepercentage bij passage langs het gemaal of de turbine.

Het sterftepercentage is afhankelijk van een aantal factoren die zowel gerelateerd zijn aan de kenmerken van de vis als aan de kenmerken van het pompgemaal en omgevingsfactoren. De kenmerken van het pompgemaal bepalen in belangrijke mate de visschade. Over het algemeen zijn schroefpompen schadelijker dan centrifugaalpompen en vijzels (Tabel 2). Binnen deze **hoofdtypes** zijn er verschillende subtypes en combinaties mogelijk. Er zijn echter grote verschillen in visschade tussen pompen van hetzelfde (sub)type. In de meeste gevallen geldt dat de schadelijkheid toeneemt bij een hogere rotatiesnelheid, een hoger aantal schoepen en een kleinere ruimte tussen de schoepen. Aangezien deze informatie

slechts voor een beperkt aantal schroefpompen beschikbaar is, wordt bij de berekening van de mortaliteit geen rekening met de subtypes gehouden.

Bij een aantal pompgemalen kan een deel van het debiet ook gravitair geloosd worden bij laag water. Indien een gravitaire lozing mogelijk is, kan een deel van de vissen langs het pompgemaal migreren zonder door de pompen te passeren. Zilverpalingen migreren echter in het najaar hoofdzakelijk bij hoge debieten. Dit zijn echter ook de periodes waarin het meeste water verpompt wordt. Geïntegreerd over een volledig jaar, gaat er dus een hoger percentage migrerende zilverpalingen door een pompgemaal dan andere soorten. We hebben echter geen zicht op het percentage palingen dat het bemalingsgebied kan verlaten via de gravitaire uitwatering. Bij de berekening van de mortaliteit van zilverpaling wordt er daarom geen rekening gehouden met het gravitair lozingspercentage. Hierdoor wordt de mortaliteit bij pompgemalen, waar gravitaire lozing mogelijk is, waarschijnlijk overschat.

De **minimum en maximum sterftepercentages per pomptype** worden bepaald op basis van literatuur (onderzoek STOWA – van Weeren *et al.*, 2010) en eigen onderzoek naar visschade door een vijzelgemaal (Baeyens *et al.* 2011) en een schroefpompgemaal (Buysse *et al.*, 2010) (Tabel 2). De mortaliteit bij paling wordt berekend als de som van alle dode, stervende en (zwaar) gewonde palingen. De gewonde palingen worden mee opgenomen in de mortaliteitschattingen omdat we ervan uit gaan dat hun conditie onvoldoende is om de Sargassozee zee (een migratietocht van +/- 6000 km) te bereiken.

Tabel 2. Geschatte sterftepercentages paling.

	centrifugaal		vijzel		schroef	
	min	max	min	max	min	max
paling	0%	49%	2%	17%	32%	100%

Er wordt geen rekening gehouden met de aanwezigheid van een **krooshekken**, omdat uit het STOWA en INBO onderzoek blijkt dat de meeste vissen een krooshekken met spijlafstand van 8 tot 10 cm kunnen passeren (van Weeren *et al.*, 2010; Baeyens *et al.*, 2011; Buysse *et al.*, 2010). Om zilverpalingen efficiënt uit een hydroturbine te weren is een maximum spijlafstand nodig van 0.9 cm voor mannetjes en 1.5 cm voor vrouwtjes (EIFAC/ICES, 2007).

We gaan er van uit dat alle palingen die langs een pompgemaal migreren zilverpalingen zijn. Dit is waarschijnlijk grotendeels correct in de periode van de paaimigratie (augustus - december). Buiten deze periode is de mobiliteit van paling weliswaar beperkt, maar kunnen ze toch langs een pompgemaal passeren. Omdat we er bij paling van uit gaan dat alle migrerende palingen zilverpalingen zijn, kan de berekende schade hier als absolute mortaliteit beschouwd worden.

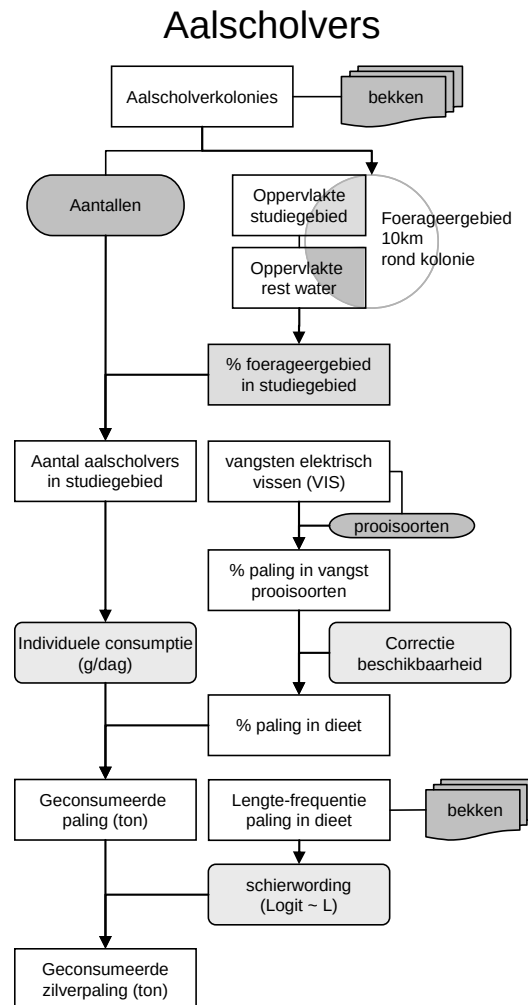
De schade door een pompgemaal bij paling wordt berekend als

Mortaliteit (# dode zilverpalingen) = [# zilverpalingen die het gemaal passeren] x [sterfte% per pomptype]

Voor de hydroturbines werd een mortaliteit gebruikt van 0.2 voor een Kaplan turbine en 0.5 voor een Francisturbine (WGEEL, 2007). Meestal gaat echter slechts een deel van het debiet van de waterloop, en dus ook slechts een deel van de palingen, door de turbine. Om hiervoor te corrigeren wordt voor elke turbine de fractie van het debiet van de waterloop dat door de turbine gaat bepaald (debiet door turbine/gemiddeld debiet waterloop) en vermenigvuldigd met het aantal zilverpalingen dat zich stroomopwaarts van de turbine bevindt. De schatting van de mortaliteit door hydroturbines zegt echter niets over de totale mortaliteit van zilverpalingen die door de turbines passeren. De berekening houdt enkel rekening met de lokale productie, niet met de productie die wordt aangevoerd van buiten het stroomgebied. Dit is vooral van toepassing op de situatie in het Albertkanaal, waar een groot deel van de migrerende zilverpalingen uit de Maas komen.

3.3.2 Aalscholvers

De belangrijkste predatoren van paling zijn o.a. aalscholvers, reigers en otters, waarvan aalscholver veruit de belangrijkste is (WGEEL, 2007). De kwantificering van de impact van predatie op paling beperkt zich dan ook tot aalscholvers.



Figuur 2. Overzicht van de berekeningsmethode voor de schatting van de impact van predatie op zilverpaling in Vlaanderen.

Bij de berekening van de impact van aalscholverpredatie op het ontsnappingspercentage van zilverpaling wordt zowel het aantal aalscholvers, hun dieetvoorkeur als de beschikbaarheid van paling in rekening gebracht:

$$W_c = N_a \times d_r \times f_a \times c_b$$

met

- W_c = jaarlijkse consumptie van paling door aalscholvers in Vlaanderen (ton)
- N_a = Aantal aalscholvers dat foerageert in de waterlopen van het beheerplan (op basis van foerageercirkel van 10 km rond slaapplekken)
- d_r = dagelijkse consumptie (g dag⁻¹ - seizoensafhankelijk)
- f_a = fractie van paling in het dieet (bekkenafhankelijk → VIS)
- c_b = correctie voor beschikbaarheid van paling (1/3 van paling in waterlopen - seizoensafhankelijk)

Op basis van tellingen tijdens het broedseizoen en in de winter werd de **populatie geschat** (Devos & Anselin, 2007). Er wordt verondersteld dat aalscholvers foerageren in een zone van 10 km rond hun slaapplekken. Recent onderzoek uit Canada toont echter aan dat 80% van de vissen in het dieet aalscholvers op meer dan 20 km van de kolonie gevangen wordt (Bugajski *et al.*, 2013). Voor elk van die **foerageerzones** werd het aandeel bepaald van de openbare wateren in de totale oppervlakte water.

De gemiddelde **dagelijkse consumptie** van een aalscholver wordt geschat op 25% van het lichaamsgewicht (ICES/EIFAC, 2007). Dit betekent 569 g per dag voor een aalscholver van 2275 g. Tijdens het broedseizoen (april - juli) ligt de dagelijkse consumptie van vogels met jongen hoger, met een gemiddelde van 666 g per dag. De dagelijkse consumptie van niet-broedende vogels in het broedseizoen bedraagt ongeveer 379 g per dag. Tijdens de rest van het jaar ligt de consumptie lager, met een gemiddelde van 346 g per dag.

Het dieet van aalscholvers is sterk afhankelijk van het lokale voedselaanbod. Ook wat betreft de lengte zijn ze niet kieskeurig. In hun studie naar het dieet van aalscholvers in Bretagne (FR) tonen Carpentier *et al.* (2008) aan dat de lengteverdeling van paling in het dieet van aalscholvers en in het veld grotendeels overeenkomen.

Het **belang van paling in het dieet** van aalscholvers in Vlaanderen wordt geschat op basis van het aandeel van het gewicht van paling in de vangsten van het Meetnet Zoetwatervis (VIS). Voor elke staalnamelocatie in het meetnet werd het gewichtspercentage van paling in de vangst bepaald en vervolgens uitgemiddeld per rivierbekken. Wanneer alle soorten in de vangsten in rekening gebracht worden, schommelt het aandeel van paling in de vangsten tussen 2% (Demerbekken) en 28% (Netebekken). Wanneer alleen de belangrijkste prooi-soorten van aalscholvers in rekening gebracht worden (blankvoorn, rietvoorn, brasem, kolblei, paling, snoekbaars, baars, winde, bot, dwergmeerval, karper, gibel, snoek, winde, zeebaars en kopvoorn), dan stijgt dit percentage tot 2% en 33%.

De densiteit van paling is echter niet recht evenredig met de beschikbaarheid van paling voor aalscholvers. De meest beschikbare prooi wordt het meest gevangen. Beschikbaarheid is o.a. afhankelijk van de densiteit van een prooi-soort, de waterkwaliteit (troebelheid), de diepte van het meer/rivier en het gedrag van de paling. Onderzoek toont aan dat het biomassa percentage van paling in het dieet ongeveer een derde bedraagt van het aandeel van paling in het veld (Carpentier *et al.*, 2008). Voor de situatie in Vlaanderen betekent dit dat het gewichtsaandeel van paling schommelt tussen 0.6% in het Demerbekken en 9.2% in het Netebekken. In de winter verkeren palingen in torpor en zijn ze minder beschikbaar als prooi, waardoor hun aandeel (p) in het dieet van aalscholvers daalt.

3.3.3 Sportvisserij

Voor de berekening van de impact van de hengelsportvisserij op zilverpaling wordt gebruik gemaakt van de resultaten van een enquête die in 2008 werd gehouden bij de sportvisserij in Vlaanderen. Bij de bevraging werd o.a. gepeild naar het hoofd- en neventype van visserij dat beoefend wordt en naar de hoeveelheid paling en de frequentie waarmee die meegenomen wordt voor consumptie.

In Vlaanderen zijn er 58762 geregistreerde sportvisserij. 3627 vissers stuurden een antwoordformulier in en 14% van hen of 8392 vissers uit de totale populatie zegt op paling te vissen als hoofd- of neventype. Van de groep palingvissers is paling voor 46% de hoofddoelsoort en voor 54% de nevendooelsoort. Van de vissers die paling als hoofddoelsoort opgeven, zegt 82% dat ze de gevangen vis meenemen. Van de groep die paling als nevendooelsoort opgeeft is dat 49%. De eerste groep (hoofddoelsoort) neemt gemiddeld 29 palingen per jaar mee naar huis, en de tweede groep (nevendooelsoort) gemiddeld 24 palingen per jaar. Om de totale biomassa van paling te berekenen die door sportvisserij wordt meegenomen, wordt een gemiddeld gewicht van 150 g per meegenomen paling verondersteld. De totale vangst van gele paling is het product van het totaal aantal

palingvisser, de meeneemfrequentie, het aantal meegenomen palingen en het gemiddeld gewicht van paling. Ten slotte wordt ook rekening gehouden met het geschatte effect van enkele beperkende maatregelen inzake palingvisserij die in 2010 werden ingevoerd (verbod op fuikvisserij). Het effect van deze maatregelen op de mortaliteit wordt geschat op een vermindering van ongeveer 3.5 ton gele paling per jaar.

Voor de berekening van de mortaliteit van zilverpaling werden alleen de lengteklassen boven 25 cm in rekening gebracht (de wettelijke minimumlengte voor paling is 25 cm). Het aantal zilverpalingen dat door de hengelaars gevangen wordt, wordt met het productiemodel van Dekker *et al.* (2008) berekend op basis van de lengteverdeling van palingen > 25 cm.

De verdeling van deze sterfte over de stroomgebieden van de Schelde en de Maas gebeurt a.d.h.v. het respectievelijk aandeel van deze stroomgebieden in de totale productie van zilverpaling in Vlaanderen (90% Schelde en 10% Maas).

3.4 Natuurlijke productie

De Palingverordening EG/1100/2007 vermeldt drie mogelijke pistes die afzonderlijk of in combinatie gebruikt kunnen worden voor de bepaling van het streefpercentage (40%) ontsnappende zilverpaling.

- a) Op basis van effectieve gegevens van zilverpaling vóór 1980
- b) Op basis van habitat-gerelateerde modellen
- c) Op basis van de ecologie en hydrografie van soortgelijke riviersystemen

Optie 1 (beschikbaarheid historische data) en 2 (complexe modellen) werden niet geschikt bevonden om te rapporteren over de situatie in Vlaanderen (zie Stevens *et al.*, 2009 voor een bespreking).

De derde optie vermeldt de mogelijkheid om het streefbeeld vast te stellen op basis van de ecologie en hydrografie van soortgelijke systemen. De draagkracht van zoetwater habitatten werd geëvalueerd door Moriarty en Dekker (1997) (samengevat in EIFAC/ICES, 2001). De meest productieve habitatten kunnen een productiviteit hebben van 40 kg/ha en de productiviteit neemt af met toenemende breedteligging. Bijgevolg kan men aannemen dat de minimale potentiële productie van zilverpaling vermindert van 40 kg/ha in Mediterrane rivieren over 20 kg/ha in habitatten langs de Atlantische kust tot 10 kg/ha in het Zuidelijke deel van de Noordzee en 5 kg/ha in de Balische regio en de Noorse/Zweedse rivieren. Dit zou betekenen dat we voor productieve onverstoorde systemen in Vlaanderen een productie van **10 kg/ha** mogen verwachten.

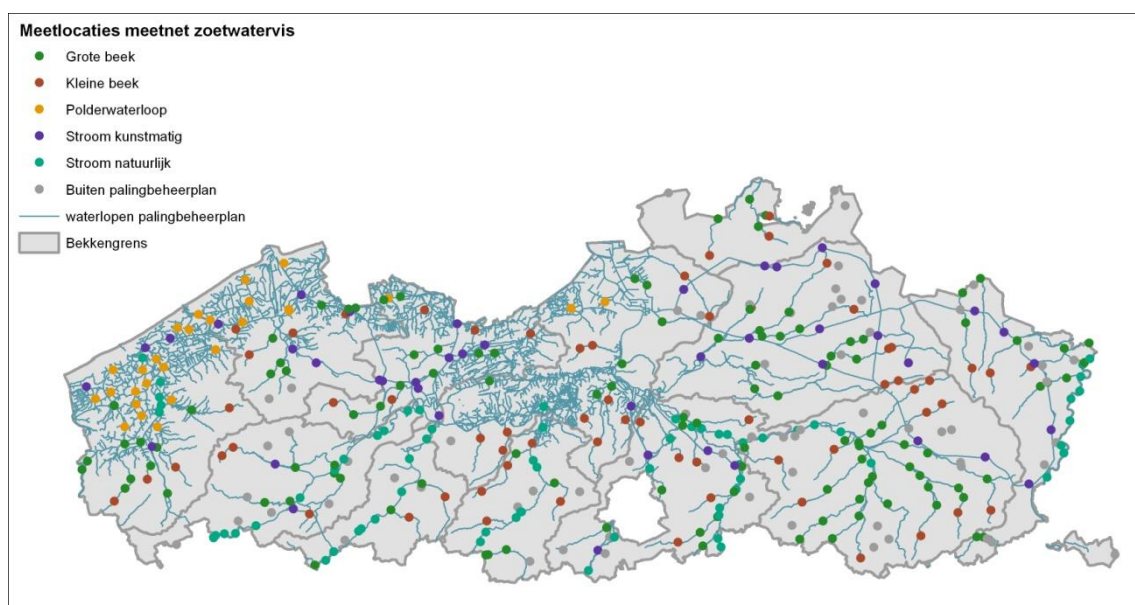
4 Bespreking methode

4.1 Geschiktheid Meetnet Zoetwatervis

- Het huidige Meetnet Zoetwatervis rapporteert abundanties t.o.v. een vangstinspanning (CPUE) en **geen densiteiten**.
- Om de densiteit van paling te bepalen zijn meerdere opeenvolgende afvissingen nodig (depletiemethode) of vangst-hervangst van gemerkte palingen. Beide methoden zijn arbeidsintensief en kunnen niet standaard gehanteerd worden in het huidige meetnet zonder gevoelige verhoging van mankracht of vermindering van het aantal meetpunten.
- Op basis van bijkomend veldonderzoek kan onderzocht worden of de densiteit via een eenvoudige regressie (al dan niet per type waterloop) kan afgeleid worden uit de eenmalige afvissingen.
- Met uitzondering van de totale lengte (mm) en het gewicht (g) verzamelt het huidige meetnet geen morfologische gegevens over de **kenmerken van zilverpaling** (oogdiameter, kleur, zijlijn, lengte borstvinnen).
- Mits een (zeer) beperkte verhoging van mankracht kunnen deze bijkomende metingen uitgevoerd worden
- Het Meetnet Zoetwatervis dat gereviseerd werd i.h.k.v. de afstemming van meetnetten **bestrijkt in voldoende mate de waterlopen van het palingbeheerplan** en is geschikt voor rapportering over de verspreiding van paling in Vlaanderen.
- Het Meetnet Zoetwatervis bevat momenteel 405 meetpunten, waarvan 384 reeds bestaande punten uit het vorige Meetnet Zoetwatervis en andere meetcampagnes. Van de overige 21 punten is het waterlichaam vastgelegd, maar moet de exacte locatie nog bepaald worden. Van de bekende 384 meetpunten liggen er 317 (83%) in de waterlopen van het palingbeheerplan. Op het totaal van 405 meetpunten wordt verwacht dat **336 meetpunten in de waterlopen van het palingbeheerplan** zullen liggen. De meetlocaties zijn verdeeld over verschillende strata met per stratum een ruimtelijk gebalanceerde steekproef. Deze strata zijn een vereenvoudiging van de typologie (Geeraerts & Quataert, 2012).
- In deze 405 meetpunten zijn de locaties in de overgangswateren niet opgenomen. Het **Schelde-estuarium** vertegenwoordigt een belangrijk aandeel van de oppervlakte van het palinghabitat in Vlaanderen. Voor de monitoring in het Schelde-estuarium wordt voorgesteld om aan te sluiten bij het MONEOS programma, waarbij 14 locaties met fuiken bemonsterd worden (Van Ruyckegem, 2013). De huidige berekeningsmethode voor de densiteit van paling is echter gebaseerd op vangsten met elektriciteit. De huidige schatter voor de densiteit van gele paling in het Schelde-estuarium is gebaseerd op slechts één (!) meting in het meest stroomopwaartse deel van de Zeeschelde. Dit is **veel te weinig om een betrouwbare schatting te maken van de densiteit van paling**. Gezien de omvang en het belang van het estuarium als habitat voor paling, moet de schatter voor de densiteit van paling in het estuarium dan ook beter onderbouwd worden.

Tabel 3. Overzicht van de meetpunten van het Meetnet Zoetwatervis per stratum, binnen en buiten de waterlopen van het palingbeheerplan (PBP).

Strata	Naam	Typologie	Buiten PBP	Binnen PBP	locatie nog onbekend
G	grote beek en kleine rivier	Bg, BgK, Rk grote beek (Kempen)/kleine rivier	1	115	4
K	kleine beek	Bkl, BkZ, BkK kleine beek (leem/zand/Kempen)	66	64	5
P	Polderwaterloop	Pb, Pz polderwaterloop (brak/zoet)		27	3
Sk	Stroom kunstmatig	Rg, Rzg/KWL (zeer) grote rivier/kunstmatig waterlichaam		43	2
Sn	Stroom natuurlijk	Rg, Rzg /NWL & SVWL (zeer) grote rivier /natuurlijk/sterk veranderd waterlichaam		68	7
Totaal			67	317	21



Figuur 3. Ruimtelijke spreiding van de 384 meetpunten van het Meetnet Zoetwatervis waarvan de locatie exact gekend is. De kleuren geven de strata van de meetpunten weer. De meetlocaties die buiten de waterlopen van het palingbeheerplan vallen zijn in het grijs aangeduid.

4.2 Evaluatie berekeningsmethode

4.2.1 Berekening oppervlakte waterlopen

- De methode voor de berekening van de oppervlakte van waterlopen in het palingbeheerplan is **voldoende nauwkeurig** en is, gezien de huidige en toekomstige beschikbaarheid van data, de best beschikbare methode.
- De **schatters voor de breedte van waterlopen** die niet als polygoon beschikbaar zijn in het GRB kunnen verder verfijnd worden via analyse van de habitatgegevens van bemonsteringsplaatsen in het Meetnet Zoetwatervis. De huidige schatters zijn gebaseerd op luchtfoto's, waardoor de breedtes niet altijd even nauwkeurig gemeten kunnen worden. In het Meetnet Zoetwatervis wordt de breedte van de waterloop ter hoogte van de meetplaats echter in het veld gemeten, waardoor de schatters nauwkeuriger zijn.

4.2.2 Berekening densiteit gele paling

- De schatters voor de densiteit van gele paling worden **berekend per bekken en per ecologische typologie**. Een indeling op basis van strahler-orde zou echter ecologisch relevanter kunnen zijn. Een andere mogelijkheid is een berekening per bekken en per stratum. Dit beperkt het aantal combinaties (43 i.p.v. 56) en vermijdt de dubbele ruimtelijke component voor de kleine beken in de ecologische typologie (BkZ, BkL, BkK). Tabel 4 geeft het aantal meetpunten voor elk van de combinaties. Voor de schatting van de densiteiten kunnen de data van alle meetpunten van het Meetnet Zoetwatervis gebruikt worden. Voor sommige combinaties blijft het aantal herhalingen erg laag. Mogelijk kunnen een aantal combinaties gegroepeerd worden. Op basis van een analyse van de gegevens uit het Meetnet Zoetwatervis moet onderzocht worden welke indeling het meest geschikt is om de schatters te bepalen.
- De factor voor **omrekening van de eenmalige bevissingsdata** naar densiteiten moet onderzocht worden op basis van meerdere densiteitsbepalingen in verschillende waterlopen
- De densiteitsverdeling van paling over de breedte van een waterloop moet verder onderzocht worden.
- De berekening van het aantal gele palingen per bekken houdt rekening met het **percentage waterlopen zonder paling** per bekken x typologie combinatie. Het aantal palingen in een waterloop bij constante rekrutering is afhankelijk van de lokale habitatkwaliteit (fysisch-chemisch en ecologisch), de bereikbaarheid (afstand tot de zee en migratiehindernissen) en de uitzettingen van glasaal. Op basis van een analyse van de VIS-databank moet onderzocht worden in welke mate de opdeling van het percentage 'lege' waterlopen per bekken en typologie geschikt is en of de methode niet verfijnd kan worden. De afstand tot de zee, het aantal migratieknelpunten en de visindex zouden gebruikt kunnen worden om de schatters voor het percentage lege waterlopen te verfijnen. Door ook de afstand tot de zee in het model op te nemen, houden we ook rekening met het feit dat paling van nature niet overal in het stroomgebied even abundant aanwezig is. Het is immers meestal zo dat de grotere, meestal vrouwelijke palingen dominant aanwezig zijn in de bovenlopen, terwijl de mannetjes in de benedenlopen overheersen. De resultaten van de analyse kunnen verder verfijnd worden door ook de uitzettingen van glasaal en jonge paling mee in rekening te brengen.

Tabel 4. Aantal meetpunten per combinatie strata en bekken.

Bekken	Strata	Aantal
bekken Brugse polders	G	7
	K	6
	P	9
	Sk	6
bekken Gentse kanalen	G	10
	K	5
	P	1
	Sk	8
Beneden-Scheldebekken	G	9
	K	18
	P	2
	Sk	2
Boven-Scheldebekken	Sn	1
	G	3
	K	5
	Sn	9
Demerbekken	G	26
	K	25
	Sk	2
	Sn	8
Denderbekken	G	5
	K	9
	Sn	9
	G	10
Dijlebekken	K	15
	Sk	4
	Sn	19
	G	11
Ijzerbekken	K	4
	P	18
	Sk	4
	Sn	5
Leiebekken	G	7
	K	11
	Sk	2
	Sn	15
Maasbekken	G	16
	K	20
	Sk	6
	Sn	9
Netebekken	G	16
	K	17
	Sk	11

4.2.3 Model zilverpaling

- De huidige berekeningen maken gebruik van het model van Dekker *et al.* (2008). Dit model is oorspronkelijk opgesteld om het effect van visserijmortaliteit op de uittrek van zilverpaling te berekenen. Het is een standaard visserijmodel waarbij natuurlijke mortaliteit en groei constant zijn in de tijd.
- Door de eenvoud van het model worden **dichtheidsafhankelijke effecten** op mortaliteit, groeisnelheid en seksratio niet in rekening gebracht. Het model gaat er van uit dat onder de huidige (sterk gereduceerde) densiteiten van paling de draagkracht van het ecosysteem niet bereikt is en dat dichtheidsafhankelijke factoren geen rol spelen. Naarmate het ecosysteem zich dichter bij de draagkracht bevindt, zal dichtheidsafhankelijkheid echter in belangrijke mate de

natuurlijke mortaliteit, groei en seksratio van paling beïnvloeden. Het model zou uitgebreid kunnen worden met een densiteitsafhankelijke functie.

- Het model maakt gebruik van parameterschattingen voor het percentage vrouwtjes, de natuurlijke mortaliteit (M) en de lengte waarop gele paling zilverpaling wordt (L_{schier}).
- De schatter voor het **percentage vrouwtjes** in de populatie is belangrijk omdat vrouwtjes langer in het systeem blijven (groter effect M) en zwaarder worden (groter effect op biomassa).
- De **natuurlijke mortaliteit** (excl. predatie) zit als constante in het model en wordt geschat op 0.05. In het oorspronkelijke model van Dekker *et al.* (2008) zit predatie echter wel in de schatter voor de natuurlijke mortaliteit (0.138). De modeluitkomst is zeer gevoelig voor veranderingen van deze parameter en in andere modellen is de natuurlijke mortaliteit o.a. afhankelijk van de densiteit van paling, de watertemperatuur en de lichaamslengte.

→ De schatting van de parameter voor natuurlijke mortaliteit (M) moet verder onderzocht worden. Daarnaast moet predatie impliciet onderdeel uitmaken van de schatter voor natuurlijke mortaliteit. Het hoge aantal parameters en assumpties in de berekening van de effecten van predatie (zie verder) zorgt voor een belangrijke bron van onzekerheid in de uitkomst van de zilverpalingproductie.

- De **lengte waarop palingen volwassen (schier) worden** is afhankelijk van het geslacht. Mannelijke palingen metamorfoserende in onze streken tot zilverpaling op een lengte van gemiddeld 40 cm en vrouwtjes op een lengte van gemiddeld 60 cm (Vøllestad, 1992). Deze schierwordingslengte wordt beïnvloed door de watertemperatuur, waardoor palingen in lagere breedtegraden op kleinere lengte volwassen worden dan op hogere breedtegraden. De lengtes die in het model gebruikt worden zijn een gemiddelde voor onze streken. Individuele palingen kunnen bij kleinere of grotere lengtes metamorfoserende. Indien de gegevens beschikbaar zijn, zou het model verder verfijnd kunnen worden door deze variatie in schierwordingslengte mee in rekening te brengen.

4.2.4 Berekeningen mortaliteit

4.2.4.1 Pompgemalen

- De berekening van de impact van pompgemalen op de overleving van zilverpaling zijn grotendeels afhankelijk van de nauwkeurigheid van het productiemodel. Een verbetering van het productiemodel zal dus ook de schattingen voor de sterfte door pompgemalen verbeteren.
- De mortaliteitsberekeningen zijn gebaseerd op een inventaris van pompgemalen in Vlaanderen. Het is essentieel voor toekomstige rapportering over de impact van pompgemalen dat deze **databank geüpdatet blijft** en dat aanpassingen of vervangingen van pompgemalen gerapporteerd worden.
- De belangrijkste variabele in het impactmodel is de schatting voor de **mortaliteit per pomptype**. In het model maken we onderscheid tussen 3 pomptypes (schroef, centrifugaal en vijzel). Binnen deze 3 hoofdtypen, en vooral binnen de schroefpompen, zijn er echter grote verschillen afhankelijk van de rotatiesnelheid, het aantal schoepen en de afstand tussen de schoepen. Indien bijkomende informatie verzameld kan worden over deze technische kenmerken, kunnen de schatters voor de mortaliteit per pomptype verder verfijnd worden.

4.2.4.2 Predatie door aalscholvers

- Gezien de belangrijke toename van het aantal aalscholvers tijdens de voorbije jaren in Vlaanderen, werd beslist om de impact van aalscholvers op het palingbestand apart te berekenen. Het model is echter complex en gaat uit van een relatief **groot aantal assumpties** over het aantal aalscholvers dat foerageert in de waterlopen van het palingbeheerplan en over het aandeel van

paling (aantal en lengte) in hun dieet. Hierdoor neemt de onzekerheid in de modelresultaten sterk toe.

- Daarnaast gaat het model er ook van uit dat een fractie van de geconsumeerde palingen zilverbalingen zijn. De impact van andere bronnen van natuurlijke mortaliteit (M) worden in het gele paling stadium doorgerekend en de fractie zilverbaling wordt vervolgens op de overlevende palingen berekend. Het effect van predatie op zilverbaling wordt echter **op het aantal geconsumeerde palingen berekend**, wat een fundamenteel andere benadering is dan bij de berekeningen voor M.
- Om de onzekerheid in het model te verminderen wordt de mortaliteit door predatie best **opgenomen in de schatting voor de natuurlijke mortaliteit M**. De impact van aalscholvers kan dan niet afzonderlijk berekend worden, maar het aantal modelparameters neemt drastisch af (modelonzekerheid) en predatie wordt op dezelfde manier in rekening gebracht als de andere bronnen van natuurlijke mortaliteit.

4.2.4.3 Sportvisserij

- De berekeningen voor de impact van sportvisserij op zilverbaling zijn gebaseerd op de resultaten van een bevraging bij sportvisserij in Vlaanderen. Hierbij worden een aantal veronderstellingen gemaakt over het aantal palingen dat per visser gevangen wordt en over de gemiddelde lengte en gewicht van de gevangen palingen. Om deze assumpties te onderbouwen worden de resultaten van de bevraging best gecontroleerd met resultaten van **gerichte controles** in het veld (organisatie van hengelvangstregistraties).
- De verdeling van het aantal onttrokken zilverbalingen over de verschillende bekkens gebeurt op basis van de relatieve biomassa-productie van zilverbaling in de bekkens. Dit zegt echter niets over de effectieve visserijdruk in de afzonderlijke bekkens. Bij een volgende bevraging zou dan ook **gespecificeerd moeten worden waar de palingen gevangen worden**.
- Het effect van sportvisserij op zilverbaling is conceptueel op dezelfde manier in het model opgenomen als het effect van aalscholverpredatie. D.w.z. dat het aantal dode zilverbalingen berekend wordt op basis van het aantal onttrokken palingen en niet op het aantal overlevende gele palingen. Sportvisserij wordt dan ook beter **op het gele palingbestand berekend**. Niet gedifferentieerde (gele/zilverbaling) natuurlijke en antropogene mortaliteit wordt dan op hetzelfde niveau behandeld. Je gaat er dan van uit dat sportvisserij (en aalscholvers) alleen gele palingen vangen. Dit is niet geheel onlogisch aangezien zilverbalingen in afwezigheid van obstakels rechtstreeks naar zee migreren en hierdoor minder vatbaar zijn voor (aalscholver)predatie en sportvisserij.

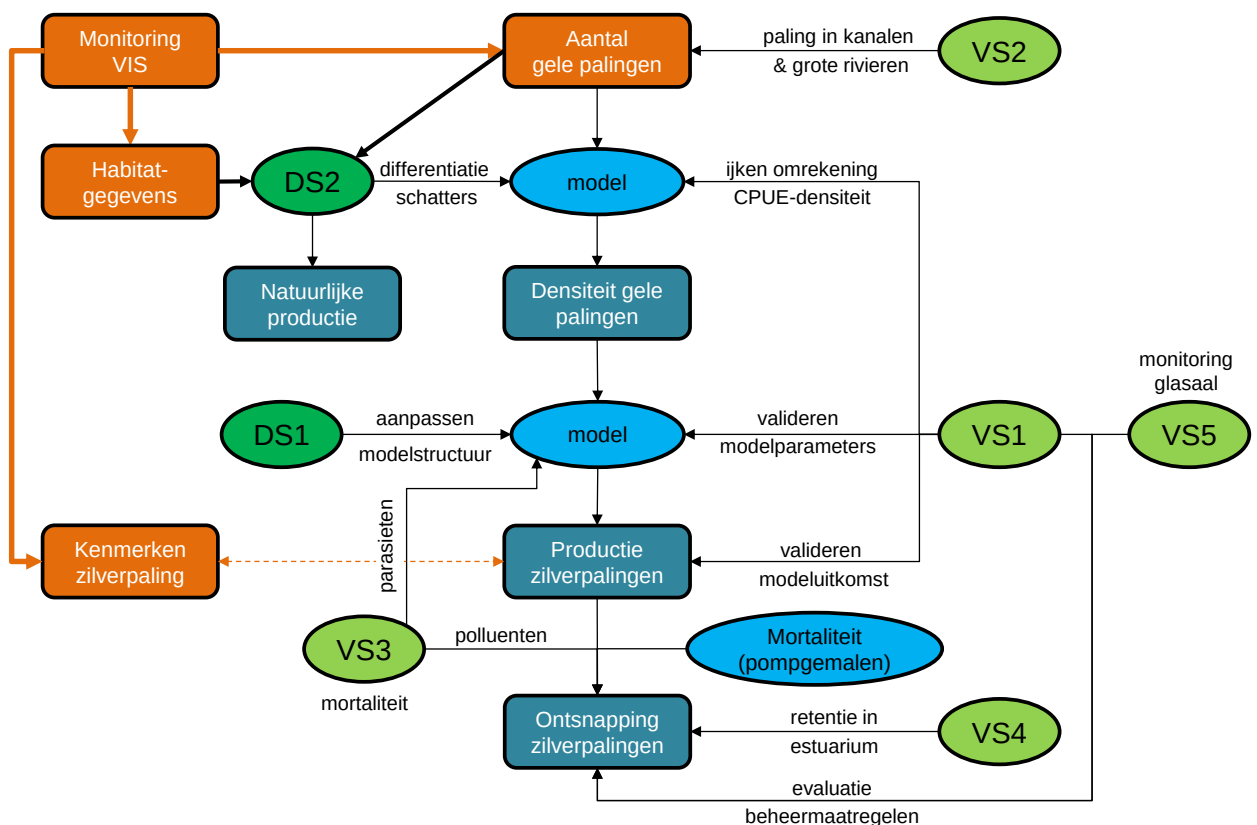
4.2.5 Schatting natuurlijke productie

- De schatting voor de productie van zilverbaling in afwezigheid van antropogene invloeden is arbitrair vastgelegd op 10 kg zilverbaling per hectare, ongeacht het type waterloop. De keuze voor deze waarde is gebaseerd op een pan-Europese studie van Moriarty en Dekker (1997). Deze schatting staat ter discussie en is waarschijnlijk te laag voor de laaglandrivieren in Vlaanderen. De waarde voor de natuurlijke productie hangt samen met de discussie over wat de referentietoestand is voor paling in Europa. Deze **referentietoestand moet op Europese schaal onderzocht worden** voor een brede waaier aan waterlooptypes.
- De waarde voor de natuurlijke productie in Vlaanderen kan echter al verbeterd worden door de schatter te **differentiëren per type waterloop**. Zo kan een onderscheid gemaakt worden tussen hoogproductieve polderlopen en minder productieve bovenlopen. Op basis van een analyse van habitatvariabelen en palingvangst in het Meetnet Zoetwatervis moet het mogelijk zijn om hoog- en laagproductieve waterlopen te identificeren en de schatter hieraan aan te passen.

5 Aanbevelingen

De methode voor de berekeningen van de huidige en natuurlijke productie van zilverpaling in Vlaanderen voldoet voor de rapportering aan Europa (EIFAC/ICES, 2010). Het huidige Meetnet Zoetwatervis volstaat qua dekking (ruimte en tijd) om de basisdata aan te leveren voor de modelberekeningen. Het is echter cruciaal dat de abundanties per vangstinspanning (CPUE) uit VIS correct omgerekend kunnen worden naar densiteiten en naar totale productie van gele paling. In eerste instantie moeten dan ook de omzettingsfactoren CPUE $\rightarrow$ densiteit grondig geëvalueerd worden via een veldstudie.

Daarnaast moeten een aantal andere modelassumpties en parameterswaarden verder onderzocht worden om de modelonzekerheid te verkleinen en de effecten van beheermaatregelen correct(er) te kunnen inschatten. Op basis van de bovenstaande bespreking worden hieronder een aantal voorstellen geformuleerd om de huidige methode te verbeteren, te valideren en te onderbouwen. Het onderstaande schema geeft de belangrijkste stappen weer in de berekening van het ontsnaptingspercentage van zilverpaling en duidt aan waar bijkomend onderzoek het model kan verbeteren.



1. Verbeteren model	
Aanpassing modelstructuur Densiteitsafhankelijkheid van natuurlijk mortaliteit Aalscholverpredatie opnemen in natuurlijke mortaliteit (M) Impact sportvisserij berekenen op niveau gele paling Impact koelwateronttrekking	DS 1
Valideren modelparameters Onderbouwen modelassumpties	VS 1
Differentiatie van schatters op basis van ecologische typologie en bekken	DS 2
IJken omrekening CPUE data naar densiteit	VS 1
Abundanties paling in grote rivieren en kanalen	VS 2
2. Valideren model	
De uitkomst van het model moet gevalideerd worden met veldgegevens over de uittrek van zilverpaling	VS 1
3. Ondersteunend onderzoek	
Onderzoek andere bronnen van (uitgestelde) mortaliteit: pollutanten, parasieten	VS 3
Retentie van migrerende paling in het estuarium	VS 4
Monitoring glasaal	VS 5
Evaluatie beheermaatregelen	VS 1

Deskstudie 1 – aanpassing modelstructuur

De natuurlijke mortaliteit moet densiteitsafhankelijk gemaakt worden en moet impliciet rekening houden met predatie door aalscholvers. Dit betekent dat de impact van aalscholvers op paling niet meer in een aparte module berekend wordt. Daarnaast moet het effect van sportvisserij, net als de natuurlijke mortaliteit, op het niveau van gele paling berekend worden. Sportvisserij, predatie en andere bronnen van natuurlijke sterfte werken dan uitsluitend in op het gele paling stadium. Alleen de mortaliteit door pompgemalen blijft dan berekend op het niveau van zilverpaling.

In het huidige model wordt de sterfte door inzuiging via het koelwater van energiecentrales (kern-, steenkool- en gascentrales) niet in rekening gebracht. Volgens Stevens *et al.* (2009) is de directe mortaliteit van migrerende zilverpaling door aanzuiging van koelwater eerder beperkt. Via het koelwater worden vooral echter kleine palingen aangezogen. Hierdoor kan het indirecte effect op de uittrek van zilverpaling onderschat worden. Het model moet dan ook uitgebreid worden met een module die de impact van koelwateronttrekking in rekening brengt.

Deskstudie 2 – analyse habitatgegevens

Een analyse van de habitat- en visgegevens uit het Meetnet Zoetwatervis moet toelaten om de indeling van het palinghabitat voor het gebruik van schatters in het model te verfijnen. Nu worden de schatters berekend per combinatie bekken x ecologische typologie x categorie. Dit is echter een pragmatische benadering en het is niet zeker of deze indeling ook ecologisch de meest geschikte is. De analyse van habitatgegevens kan ook gebruikt worden om de schatter voor de natuurlijke productie te verfijnen. Op basis van de data kan een indeling gemaakt worden van productieve en minder productieve waterlopen.

Ten slotte is de habitatanalyse ook belangrijk om de omrekening van CPUE naar densiteiten te onderbouwen. Nu gaan we er van uit dat de densiteit van paling het hoogst is aan de oevers en naar het midden van de waterloop afneemt volgens een cumulatieve normaalverdeling. Via de analyse van de habitatbeschrijving (oeverbeschrijving), de breedte van de waterloop en de palingvangsten per afvislocatie moet deze assumptie geverifieerd kunnen worden.

Veldstudie 1 - testgebieden

In een aantal deelbekkens die representatief zijn voor de diversiteit van het palinghabitat in Vlaanderen wordt de intrek van glasaal, de groei en overleving van gele paling en de uittrek van zilverpaling opgevolgd. De data die in deze bekkens verzameld wordt, kan gebruikt worden om

- de omrekeningsmethode van CPUE naar densiteit te ijken
→ densiteitsbepalingen via depletiemethode of vangst-hervangst + aanvulling met analyse habitatgegevens uit VIS
- de parameters in het model van Dekker *et al.* (2008) te valideren
→ natuurlijke mortaliteit, percentage vrouwelijke palingen, lengte schierwording
- de modeluitkomst te valideren (biomassa uittrekkende zilverpaling)
→ vangst wegtrekkende zilverpalingen aan uitstroom bekken
- de effectiviteit van beheermaatregelen te evalueren
→ antropogene mortaliteit (beheermaatregelen) = intrek glasaal/jonge paling – natuurlijke mortaliteit – uittrek zilverpaling

De studiegebieden moeten representatief zijn voor de belangrijkste waterlooptypes in Vlaanderen en het moet technisch mogelijk zijn om de uittrek van zilverpaling op te volgen. Mogelijke deelbekkens: Bemalingsgebied Grote Beverdijk (IJzerbekken), bemalingsgebied Boekhoute (Bekken Gentse kanalen) en Kleine Nete (stroomopwaarts Grobbendonk).

- In elk gebied wordt op een aantal locaties de densiteit bepaald met de depletie- of vangst-hervangstmethode om de resultaten van een éénmalige afvissing te correleren met de berekende densiteit. De resultaten van deze analyse moeten toelaten om een correctere schatter te berekenen voor de omrekening van CPUE data naar densiteit.
- Via merk-hervangst over een langere periode kan de overleving van gele paling ingeschat worden. De mortaliteit bestaat uit een natuurlijke (ziektes, predatie) en antropogene (visserij, pompgemalen) component. Via merk-hervangst kan geen onderscheid gemaakt worden tussen beide componenten. Via controle van de antropogene factor (inschatting visserij en sterfte door pompgemalen) kan de natuurlijke mortaliteit berekend worden. Zodra de natuurlijke mortaliteit per bekken gekend is, kan de effectiviteit van beheermaatregelen op de antropogene mortaliteit onderzocht worden.
- Het percentage vrouwelijke palingen in het bekken kan bepaald worden door de wegtrekkende zilverpalingen te onderzoeken.
- Het model voorspelt de biomassa zilverpalingen die jaarlijks uit een gebied wegtrekken op basis van de stock van gele palingen in het gebied. Deze modelresultaten kunnen gevalideerd worden door een vangstconstructie voor zilverpalingen te voorzien aan de uitstroom van het bekken. Deze vangsten leveren informatie op over de productie van zilverpaling, de lengte waarop zilverpalingen wegtrekken en het aandeel vrouwtjes in het bekken.
- De gevangen zilverpalingen kunnen onderzocht worden op enkele kwaliteitsparameters (conditie, vetgehalte, gehalte aan contaminanten, parasieten, ...) overeenkomstig de huidige en/of toekomstige internationale richtlijnen voor het bepalen van de palingkwaliteit.

Veldstudie 2 – kanalen, estuaria en grote rivieren

Over de densiteit van paling in grote rivieren, kanalen, estuaria en stilstaande waters is er weinig informatie, maar ze vertegenwoordigen wel een belangrijk aandeel van de oppervlakte in het palingbeheerplan. De densiteitsberekeningen in het model zijn gebaseerd op CPUE data van elektrische bevissingen. In estuaria en brede polderwaterlopen kan omwille van de hoge conductiviteit niet elektrisch gevist worden en de efficiëntie van elektrische bevissingen in diepe waterlopen en kanalen is laag. Gezien de omvang van het Schelde-estuarium en het aandeel ervan in de totale biomassa van paling in Vlaanderen, moet zeker de densiteit van paling in het estuarium beter ingeschat worden. Om een betere inschatting van de densiteit van paling in deze waterlopen te kunnen maken zijn andere technieken nodig. Vangst-hervangst met fuiken is een mogelijke methode.

Veldstudie 3 – andere bronnen van mortaliteit

Ondersteunend onderzoek naar de impact van polluenten en parasieten op de overleving en reproductiecapaciteit van zilverpaling.

Veldstudie 4 – retentie in estuaria

Palingen die wegtrekken uit de rivieren blijven dikwijls nog een tijd in het estuarium om verder op te groeien. Estuaria zijn dan ook potentieel belangrijke opgroeigebieden voor palingen in de laatste fase van hun ontwikkeling. Om het belang van het estuarien systeem voor paling correct in te schatten en beheermaatregelen voor de verschillende estuariene habitatten hierop af te stemmen, moet de retentie van paling in het systeem en het habitatgebruik in kaart gebracht worden (zie ook veldstudie 2). Dit kan o.a. via akoestische telemetrie, waarbij palingen in bovenstroomse waterlopen voorzien worden van een zender en hun stroomafwaartse migratie opgevolgd wordt.

Veldstudie 5 – glasaalmonitoring

Voor de opvolging van de effecten van beheermaatregelen op het Europese palingbestand is een correcte en langdurige monitoring van glasaal essentieel. In het sluizencomplex van de IJzer in Nieuwpoort wordt sinds 1964 de optrek van glasalen opgevolgd (Belpaire, 2002). De verderzetting van deze meetreeks is essentieel om het herstel van paling op Europese schaal op te volgen.

Referenties

- Baeyens R., Buysse D., Stevens M., Mouton A., Gelaude E., Martens S., Jacobs Y. & Coeck J. (2011). Onderzoek naar de verwondingen bij vissen veroorzaakt door een pompgemaal met vijzels. Isabellagemaal (Boekhoute). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011 (INBO.R.2011.7). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Belpaire C. (2002). Monitoring of glass eel recruitment in Belgium. In: Dekker W. (Ed.) Monitoring of glass eel recruitment. Netherlands Institute of Fisheries research, report C007/02-WD, Volume 2B, pp. 169-180.
- Bugajski A., Reudink M.W., Doucette J.L., Franks S.E., Wissel B., Somers C.M. (2013). The complexity of cormorants: stable isotopes reveal multiple prey sources and feeding site switching. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 70: 271 -279.
- Buysse D., Stevens M., Mouton A., Gelaude E., Baeyens R., Martens S., Jacobs Y. & Coeck J. (2010). Onderzoek naar de verwondingen bij vissen veroorzaakt door een gemaal met schroefpompen. Spiedamgemaal (Rieme). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2010 (INBO.R.2010.44). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. pp. 72.
- Carpentier, A. (2008). Comparative study of long term trends of the European eel population (*Anguilla anguilla*), predation by cormorant (*Phalacrocorax carbo*) and yield of the fishery in a large plain lake. Lezing GRISAM eels' days, Rennes, juni 2008.
- Dekker W. (2003a). Eel Stocks dangerously close to collapse. ICES International Council for the Exploration of the Sea. <http://www.ices.dk/marineworld/eel.asp>
- Dekker W. (2003b). Did lack of spawners cause the collapse of the European eel, *Anguilla anguilla*? Fisheries Management and Ecology 10: 365-376.
- Dekker, W., Deerenberg, C.M. en Jansen, H.M. (2008). Duurzaam beheer van de aal in Nederland: onderbouwing van een beheersplan. IMARES (Rapport / Imares C041/08).
- Devos, K., en Anselin, A., (2007). Aalscholvers in Vlaanderen, telresultaten 2006-2007. Publicatie van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- EIFAC/ICES (2001). Report of the 2001 Session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels, Copenhagen, Denmark.
- EIFAC/ICES (2007). Report of the 2007 Session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels, Bordeaux, France.
- Geeraerts C., Quataert P. (2012). Ontwerp van het Vlaams referentiemetnet voor de visfauna. Revisie van het INBO-zoetwatervismetnet op basis van een vraaganalyse van de informatiebehoefte van de Kaderrichtlijn Water met aandacht voor een betere afstemming tussen de ecologische meetnetten en andere monitoringsverplichtingen. Geraardsbergen: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.R.2012.41. 119 p.
- Lambert P. & Rochard E. (2007). Identification of the inland population dynamics of the European eel using pattern-oriented modeling. Ecological Modelling 206: 166-178.
- ICES (2010). Report of the ICES Advisory Committee, 2010. ICES Advice, 2010. Book 11. 177 pp., Annex 1: Report of the ICES Secretariat March 2010, Review Service: Evaluation of eel Management plans
- Jochems H., Schneiders A., Denys L., Van den Bergh E. (2002). Typologie van de oppervlaktewateren in Vlaanderen. Eindverslag van het project VMM. KRLW-typologie. 67 pp.

Moriarty, C. & Dekker, W., (1997). Management of the European eel (Beheer van de Europese paling). Fisheries Bulletin (Dublin) 15, 1997, 110 p.

Stevens M., Coeck J., van Vessem J. (2009). Wetenschappelijke onderbouwing van de palingbeheerplannen voor Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (INBO.R.2009.40). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Stevens M., Buysse D., Van den Neucker T., Gelaude E., Baeyens R., Jacobs Y., Mouton A., Coeck J., van Vessem J. (2011). Wetenschappelijke ondersteuning van de uitvoering van het palingbeheerplan: Inventarisatie pompgemalen en inventarisatie van de technische karakteristieken en waterbeheersaspecten van prioritaire zout-zoetovergangen. INBO.R.2011.38. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. 89 pp.

Van Ryckegem, G. (red.) (2013). MONEOS –Geïntegreerd datarapport Toestand Zeeschelde INBO 2012. Monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapportage Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. INBO.R.2013.26. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 102 pp.

van Weeren B.-J., Pui Mee Chan, Vriese T., van der Wal B. (2010). Worden vissen in de maling genomen? Samenvatting van het STOWA-onderzoek naar de mogelijke schade aan vissen bij het passeren van gemalen. Amersfoort: STOWA. 48 pp.

Verreycken H., Belpaire C., Van Thuyne G., Breine J., Buysse D., Coeck J., Mouton A., Stevens M., Van den Neucker T., De Bruyn L., Maes D. (submitted). An IUCN Red List of freshwater fishes and lampreys in Flanders (north Belgium).

Vlietinck K., Stevens M., Coeck J., Van Vessem J., Philippart J-C., Gomez-da-Silva S., Thirion A. (2010). Council Regulation (EC) N° 1100/2007 of 18 September 2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel: Eel management plan for Belgium. Brussels: Agentschap voor Natuur en Bos. 198 pp.

Vlietinck K., Nature and Forest Agency, Groupe de travail pour l'anguille Européenne coordonné par le Service de la pêche du Service public de Wallonie (2012). Council Regulation (EC) No 1100/2007 of 18 September 2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel: Eel Management Plan for Belgium. First report to be submitted in line with Article 9 of the eel Regulation 1100/2007.

Vøllestad, L.A. (1992). Geographic variation in age and length at metamorphosis of maturing European eel: environmental effects and phenotypic plasticity. Journal of Animal Ecology. 61:41-48.

Bijlage 1: Berekening van de zilverpalingproductie

Voor de omrekening van de biomassa van (gele) paling naar zilverpaling wordt gebruik gemaakt van het rekenmodel van Dekker *et al.* (2008).

De fractie gele palingen in de populatie die zilverpaling worden, wordt berekend met een lengteafhankelijke logit-functie. Per bekken wordt de lengteverdeling van paling bepaald. De fractie (S) van palingen van lengte L die volwassen (schier) wordt, is

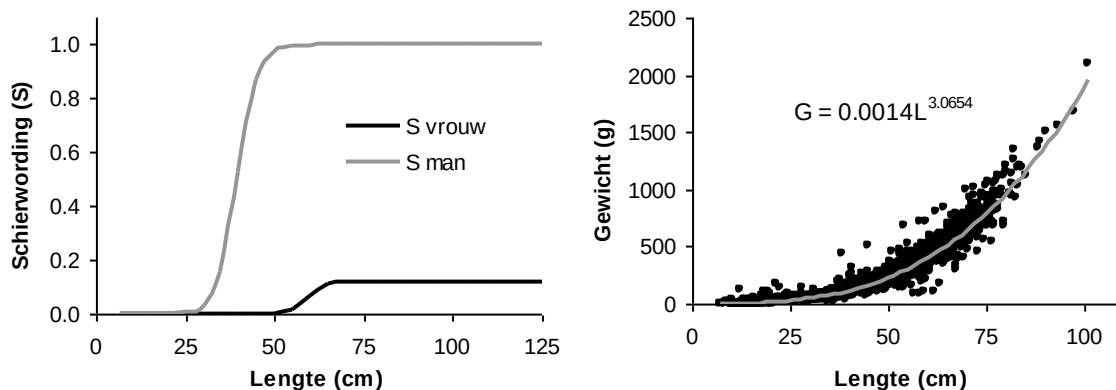
$S_F = \frac{0.12}{1 + \exp\left(-\frac{L - L_{schier}}{2.4}\right)}$ voor vrouwtjes en $S_M = \frac{1}{1 + \exp\left(-\frac{L - L_{schier}}{2.8}\right)}$ voor mannetjes, met L_{schier} de gemiddelde lengte waarbij paling volwassen (schier) wordt.

De lengte waarbij paling volwassen wordt, wordt bepaald op basis van de studie van Vøllestad (1992), waarbij de geografische variatie in de lengte bij metamorfose onderzocht werd. In Vlaanderen worden vrouwelijke dieren volwassen op een lengte van ongeveer 60 cm en mannelijke dieren op een lengte van ongeveer 40 cm. Op basis van de metingen uit het Meetnet Zoetwatervis werd een regressievergelijking berekend voor de relatie tussen de lengte (cm) en het gewicht (g) van paling. De vergelijking wordt gegeven door:

$$G \text{ g} = 0.0014 \times L(\text{cm})^{3.06}$$

Het aantal paairijpe zilverpalingen bedraagt

$N_z = \frac{S_F/M}{M + S_F/M} \times (1 - \exp^{-M - S_F/M}) \times N_g$, met M de natuurlijke mortaliteit zonder predatie. Voor de uiteindelijke berekening van het aantal zilverpalingen dat ontsnapt, wordt een onderscheid gemaakt tussen de mortaliteit die veroorzaakt wordt door predatie door aalscholvers (M_{pred}) en de overige mortaliteit (M). De overige mortaliteit is het gevolg van o.a. infecties, predatie door andere predatoren dan aalscholvers en milieufactoren (bv. zuurstoftekort), en wordt geschat op 5% per jaar. Van dit aantal zilverpalingen wordt nog de impact van de andere mortaliteitsfactoren afgetrokken.



Figuur 4. Schierwordingsnelheid (links). De fractie van de palingen die volwassen (schier) wordt, is lengte- en geslachtsafhankelijk. Lengte-gewichtsregressie voor paling in Vlaanderen (rechts).